

Research
Water Pollution Control—Article

面向热带地区植物修复的植物性状研究

Xiangting Cleo Chen^a, Liling Huang^a, Tze Hsien Agnes Chang^a, Bee Lian Ong^a, Say Leong Ong^b,
Jiangyong Hu^{b,*}

^a Department of Biological Sciences, National University of Singapore, Singapore 117558, Singapore

^b Department of Civil and Environmental Engineering, National University of Singapore, Singapore 117576, Singapore

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 November 2018

Revised 15 March 2019

Accepted 11 April 2019

Available online 22 July 2019

关键词

氮
磷
植物性状
生物滞留系统
雨水
热带植物
富营养污染物
本地植物

摘要

水是一种有限而宝贵的资源。新加坡的国家水源有4种补给方式，其中之一是自然降水。雨水径流会收集污染物，并将其富集到排水系统和水库中。在当地雨水径流中发现的主要富营养污染物包括硝酸盐和磷酸盐，这些富营养污染物可能导致富营养化。在有植物存在的情况下，生物滞留系统可以有效去除这些污染物。本文探讨了植物特性对雨水径流中营养性污染物的植物修复作用，并将其应用于生物防护系统中。所研究的植物物种在叶绿素含量、叶片绿色的浓度、生物量的产生以及硝酸盐和磷酸盐去除方面表现出了差异。一般而言，干生物量与硝酸盐和磷酸盐的去除程度相关 ($r = 0.339\text{--}0.501$)。本地树种的根、叶和总干生物量显示出与硝酸盐去除程度之间的中等至强相关性 (r 分别为0.811、0.657和0.727)。速生植物的叶片干生物量与两种污染物的去除程度也显示出中等至强相关性 (r 分别为0.707和0.609)。低生长植株的根系生物量与磷的去除有很强的相关性 ($r = 0.707$)，但与硝酸盐去除的相关性较弱 ($r = 0.557$)。这些结果对于选择用于生物滞留系统的植物是有价值的。

© 2019 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. 引言

城市化增加了不透水表面的面积，用人工建造的管道、下水道或运河取代了天然河道，破坏了有机水道的自然平衡和某一地区的水文[1,2]。随着雨水在城市地区的表面流动，各种人为用地产生的污染物被冲入下游水体[3]。雨水径流成为主要的非点源水污染。与大多数城市相同，新加坡有一个传统的雨水管理系统，集中收集和引导雨水径流迅速进入附近的混凝土渠道和排水沟。但是，随着基础设施的老化，有必要转而改进雨水

管理计划，以拦截、衰减和保留雨水径流，来改善或维持径流的水质和流量状况，使其达到类似于城市前期开发的标准[4–6]。这类系统的一些例子是雨水花园和生物滞留洼地，它们可以拦截和处理雨水径流。在不透水的城市地面上的降水常常导致高径流量、提前的流量峰值和更高的洪水频发率。在城市发展中，人们通常考虑安装雨水花园、生物滞留洼地和渗滤湿地。通过用美学上令人愉悦的绿色空间替换不透水的城市景观，可以实现促进渗透，降低峰值流量，减轻雨水径流污染以及创造多样化的生态环境的功能。通常，这些系统精心挑选

* Corresponding author.

E-mail address: huijiangyong@nus.edu.sg (J. Hu).

的植被在提高城市地区美学价值的同时还增加了生物多样性[7]。植物的种类很重要，因为它直接或间接地提高了污染物的处理效率[8]。可以被归因于植被直接效益的一些例子包括有机污染物的降解、对富营养物质和重金属的植物修复以及维持土壤的透水率[9–11]。植物还可以通过其根系分泌物或改变流动速率来间接影响土壤微生物群落[12]。这些景观化的生物滞留区的植被还可以减缓地表水流和过滤沉积物，从而促进营养物的物理捕集和生物吸收[13]。

解决富营养化对水体所产生的负面影响的一种推荐解决方案是利用植物修复[14]。植物修复是利用植物以非侵入性、高性价比的方式对土壤、水和空气进行净化的方法[14–16]。随着改进生物滤池的设计逐渐趋于稳定，植物种类的选择已经被认为是可以最大限度地去除生物滞留系统中污染物的最佳方法[17]。然而，不同植物物种间去除污染物的能力存在差异[4]，这可以归因于它们的生理学、化学或形态差异[12]。不同种类的植物具有不同的根系结构、生物量、蒸腾速率和生长速率，进而影响土壤介质和微生物群落的生物化学特征[12,18]。在澳大利亚，*Carex appressa*因其根系结构致密，是去除氮素的最有效植物[4]。这种脱氮能力归因于高密度的细根毛在每单位体积拥有更大的表面积，这增加了植物从土壤吸收养分的范围[4]。有研究表明：与具有粗根的植物[如石南叶白千层 (*Melaleuca ericifolia*)]

相比，具有细根的植物在保持过滤介质的渗透性方面不具有优势[10]。另一项研究表明：植物的高效脱氮能力与根长、根深、根生物量高和生长速度快有关[19]。但是，上述实验是在一个温带地区进行的，这就产生了一个问题，即这些结果是否可以应用于新加坡等热带地区生长的植物。因此，有必要在诸如新加坡这样的热带地区背景下研究生物滞留系统中的植物与土壤之间的相互作用。

本研究旨在阐明与热带城市新加坡常见的物种的硝酸盐和磷酸盐（即富营养污染物）的植物修复潜力有关的植物性状，并使用各种不同的物种来比较生长特性和形态。本研究是在土壤过滤介质上进行的，目的是将来在新加坡的生物滞留系统中得到实际应用。

2. 材料和方法

2.1. 植物材料和实验设施

表1列出了本研究中使用的植物种类及其生长形式。为了便于参考，用属名来指代植物，如果研究了一个属的多个种，则包括种名的首字母。研究对新加坡园艺景观中常见的42种植物进行了盆栽试验。这些植物生长在高200 mm、直径280 mm的花盆中，花盆中的过滤介质中表土、堆肥和沙子的比例为3：2：7。每个物种的10株植物在一个开放的有顶苗圃中生长，这个苗圃不会

表1 本研究中使用的植物种类清单，其生长形式标注在括号中

Native species	Native species	Exotic species
<i>Baccaurea minor</i> Hook. f. (t)	<i>Paederia foetida</i> L. (c)	<i>Heliconia psittacorum</i> L.f. (h)
<i>Barringtonia asiatica</i> (L.) Kurz (t)	<i>Piper sarmentosum</i> Roxb. (h)	<i>Iris domestica</i> (L.) Goldblatt & Mabb. (h)
<i>Cheilocostus speciosus</i> (J.Koenig) C.D.Specht (h)	<i>Planchonella obovata</i> (R.Br.) Pierre (t)	<i>Lagerstroemia indica</i> L. (l)
<i>Cleistanthus sumatranus</i> (Miq.) Müll. Arg. (t)	<i>Plectranthus scutellarioides</i> (L.) R.Br. (s)	<i>Lantana camara</i> L. (s)
<i>Cordyline fruticosa</i> (L.) A.Chev. (s)	<i>Pluchea indica</i> (L.) Less. (s)	<i>Magnolia coco</i> (Lour.) DC. (t)
<i>Crinum asiaticum</i> L. (h)	<i>Premna serratifolia</i> L. (l)	<i>Pandanus pygmaeus</i> Thouars (h)
<i>Diospyros discolor</i> Willd. (t)	<i>Schefflera elliptica</i> (Blume) Harms (s)	<i>Schefflera arboricola</i> (Hayata) Merr. (s)
<i>Dipterocarpus kerrii</i> King (t)	<i>Sterculia macrophylla</i> Vent. (t)	<i>Thunbergia erecta</i> (Benth.) T.Anderson (s)
<i>Elaterospermum tapos</i> Blume (t)	<i>Syzygium acuminatissimum</i> (Blume) DC. (t)	<i>Trimezia steyermarkii</i> R.C.Foster (h)
<i>Garcinia cowa</i> Roxb. ex Choisy (t)	<i>Syzygium antisepticum</i> (Blume) Merr. & L.M.Perry (t)	<i>Turnera ulmifolia</i> L. (s)
<i>Garcinia subelliptica</i> Merr. (t)	<i>Syzygium myrtifolium</i> Walp. (t)	<i>Wrightia antidysenterica</i> (L.) R.Br. (s)
<i>Gardenia tubifera</i> Wall. ex Roxb. (t)	<i>Tabernaemontana divaricata</i> (L.) R.Br. ex Roem. & Schult. (l)	<i>Xanthostemon youngii</i> C.T.White & W.D.Francis (t)
<i>Kopsia arborea</i> Blume (t)	<i>Talipariti tiliaceum</i> (L.) Fryxell (t)	
<i>Lithocarpus sundaicus</i> (Blume) Rehder (t)	<i>Tristaniopsis whiteana</i> (Griff.) Peter G.Wilson & J.T.Waterh. (t)	
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack (l)	<i>Vitex trifolia</i> L. (l)	

c: climber; h: herbaceous; s: small to medium shrub; l: large shrub to small tree; t: tree.

限制阳光照射，但可以使植物避开自然降水。

2.2. 时间表和浇灌规则

盆栽后，所有植物都有3周时间适应盆栽环境，在此期间每3~4 d用自来水灌溉。在实验的第4周到第7周，每个植物物种被随机选择5盆，每3~4 d用营养液灌溉一次。营养液由加入自来水中的 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{NO}_3^-$ 和 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 PO_4^{3-} 组成。这代表了新加坡雨水中硝酸盐和磷酸盐的最高含量[20,21]，在本研究中被称为N10溶液。

2.3. 水质的提升

在使用N10溶液灌溉的4周中，灌溉后12~18 h从盆中收集水样，并通过 $0.45 \mu\text{m}$ 孔径的无菌注射器过滤器过滤。在分析之前，水样品被储存在 4°C 以下的环境中。通过离子色谱法（Dionex LC20, Thermo Fisher）测定进水、进水营养液及出水的硝酸盐和磷酸盐的浓度。这些浓度数据用于计算不同植物物种去除的硝酸盐和磷酸盐的量。

2.4. 植物健康

叶绿素荧光是植物生理状态的敏感指标[22,23]。使用PAM-210手持式示教叶绿素荧光计（Walz）来确定暗处适应30 min后叶片重新发出的荧光。在实验的7周中，每周都会测定叶绿素荧光。

2.5. 植物生长率

实验以适应期之后及实验期间的新叶生长量估计植物生长速率。随机选择并标记生长的枝条，以及标明实验开始时该树枝上的叶子数量。随后，每周对该枝条上的叶子数量进行计数，以确定已生长了多少新叶子。新叶显著增加的植物被认为生长迅速，而表现出无叶生长的植物被认为在缓慢生长。新叶生长在这之间的植物被认为在适度生长。

2.6. 植物干生物量

在7周结束时，收获所有植物，根据它们的器官（即根、叶和茎）进行分离，并在 60°C 下干燥一周或直至获得恒重。

2.7. 统计学分析

通过Fisher最低显著性差异（least significant difference, LSD）检验[一种方差分析（analysis of variance,

ANOVA）和多方差分析的方法]，以5%的显著性水平比较了均值。利用Pearson相关性将生物量数据和生长数据与硝酸盐和磷酸盐的去除相关联，并给出了简单线性回归的结果。对于所有分析，在必要时将数据进行转换，以满足方差的正态性和同质性假设。

3. 结论

在整个实验过程中，都对叶绿素荧光进行了监测，将其作为非破坏性参数来确定植物的健康状况，并评估植物是否能够耐受生物滞留系统中的恶劣条件。叶绿素荧光监测结果（图1）表明，分别使用自来水和N10溶液灌溉的植物的生理健康状况没有显著差异。

对收获植物的根、叶和总干生物量进行 \log_{10} 转换以使分布趋于正态。通过简单的线性回归描述了所有物种所记录的干植物生物量性状与去除的硝酸盐和磷酸盐之间的关系，结果见表2。一般而言，新加坡本地植物的硝酸盐和磷酸盐去除量与根和总质量之间存在显著的统计学关系（分别为 $p < 0.01$ 和 $p < 0.05$ ），而新加坡本地植物的叶质量仅与硝酸盐去除量显著相关（ $p < 0.01$ ）。根据植物习性对本地植物进行进一步分析后发现，该性状也影响污染物的去除能力。在本地树种中，硝酸盐和磷酸盐的去除量显示出与根、叶和植物总生物量之间的显著关系（表2、图2和图3）。但是，本地非树物种没有这种显著关系（样本量为 n ， $n = 10$ 。在硝酸盐去除量与根、叶和总质量之间的相关性中， p 值分别为0.8269、0.1403、0.5071，磷酸盐去除量与根、叶和总质量之间的相关性中， p 值分别为0.4071、0.8490、0.5292）；这些结果未包括在表2、图2和图3中。硝酸盐的去除与本地植物叶片生物量的相关性比磷酸盐的去除更为密切，后者在99%的置信度水平上与植物叶片生物量的相关性不显著。

生长快速的植物表现出硝酸盐去除与叶质量和总质量之间以及磷酸盐去除与叶质量之间的显著关系。相比之下，生长适度和缓慢的植物表现出相反的显著关系。生长适度的植物显示出硝酸盐去除与根质量和总质量之间的关系，而生长缓慢的植物显示出磷酸盐去除与根质量与总质量之间的关系。

测定系数（ R^2 ）的结果（图2）表明，大多数植物性状与硝酸盐去除呈中等至强相关性。综合考虑本项目研究的42种植物，根生物量、叶片生物量和总生物量分别占硝酸盐去除量变化的21.75%、25.11%和22.77%

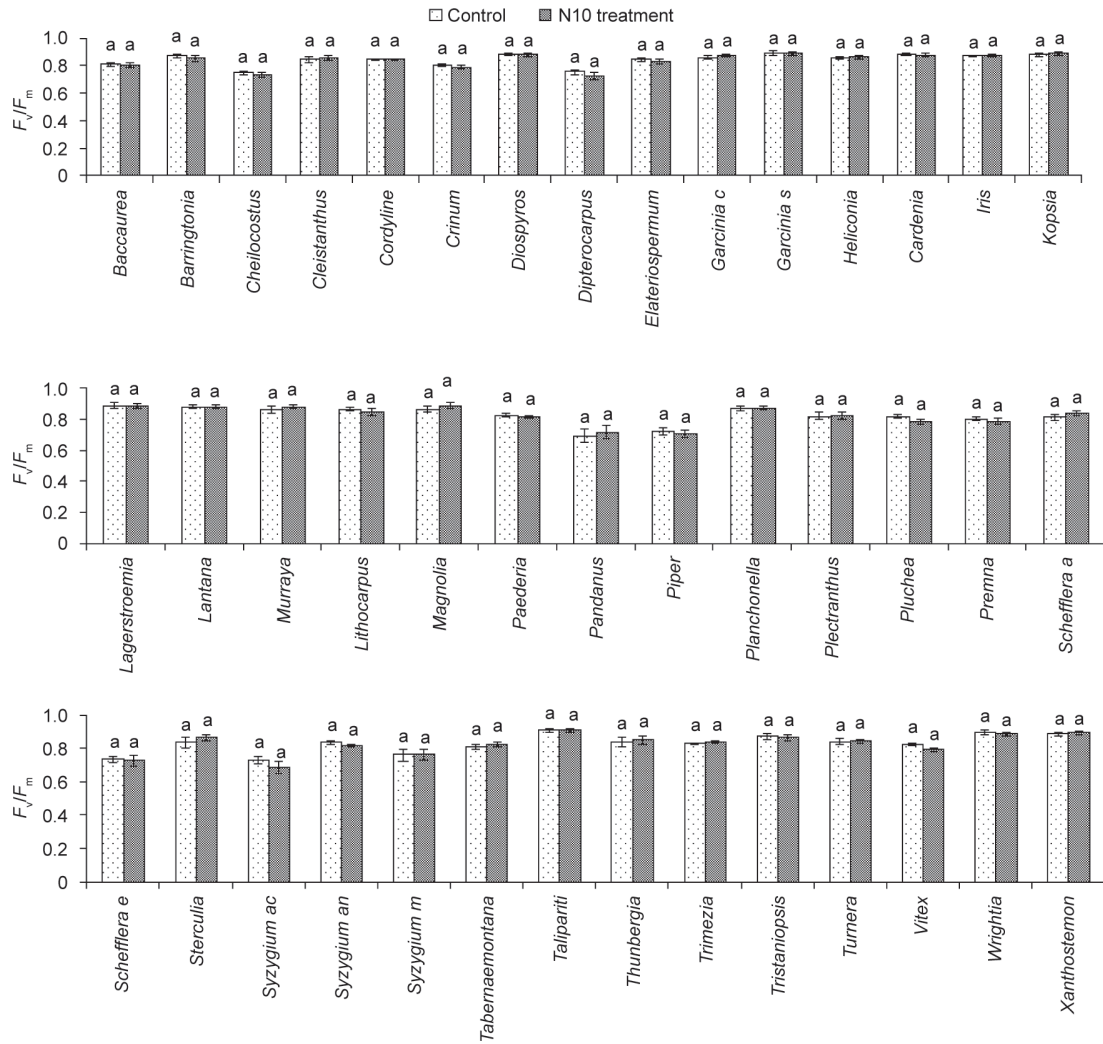


图1. 对照组与使用N10溶液灌溉的植物在暗处适应后叶片 (F_v/F_m) 读数中光系统II的最大叶绿素光化学效率。每个柱形代表7周内重复5次的平均值。误差线表示标准误差，每条线上方的字母表示进行Fisher的LSD测试后的统计组。 F_m : 在施加光的饱和脉冲期间，在暗适应状态下的最大叶绿素荧光强度， F_v : 当非光化学过程最少时，在暗适应状态下测量的可变叶绿素荧光 ($F_m - F_0$)， F_0 : 在暗适应状态下测得的最小叶绿素荧光强度。

表2 植物生物量性状与硝酸盐和磷酸盐的去除量 (mg) 具有显著相关性

Item	NO_3^-	PO_4^{3-}
All plants ($n = 42$)	Root mass** Leaf mass*** Total mass**	Root mass** Leaf mass* Total mass**
Plants native to Singapore ($n = 30$)	Root mass** Leaf mass** Total mass**	Root mass* Total mass* —
Plants exotic to Singapore ($n = 12$)	— — —	Root mass* Leaf mass* Total mass*
Trees native to Singapore ($n = 19$)	Root mass*** Leaf mass** Total mass***	Root mass** Leaf mass* Total mass**
Plants with fast growth ($n = 15$)	Leaf mass** Total mass*	Leaf mass* —
Plants with moderate growth ($n = 17$)	Root mass* Total mass*	— —
Plants with slow growth ($n = 12$)	— —	Root mass* Total mass*

n : number; *, $p < 0.05$; **, $p < 0.01$; ***, $p < 0.001$.

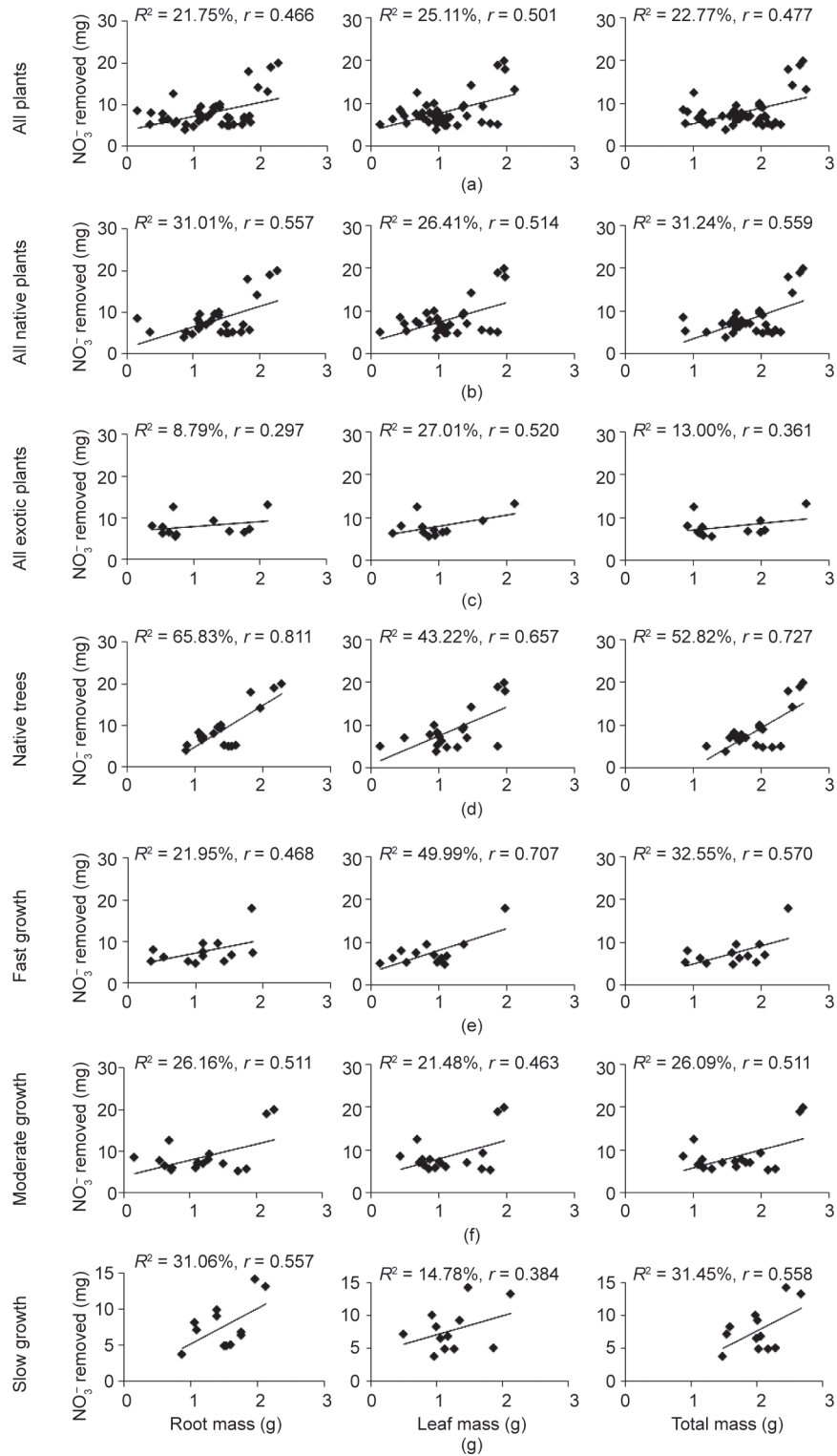


图2. 生物量性状与硝酸盐去除量的线性回归和Pearson相关性。(a) 所有植物的根、叶和总生物量;(b) 所有本地植物的根、叶和总生物量;(c) 所有外来植物的根、叶和总生物量;(d) 本地树木的根、叶和总生物量;(e) 生长快速的植物的根、叶和总生物量;(f) 生长适度的植物的根、叶和总生物量;(g) 生长缓慢的植物的根、叶和总生物量。 R^2 : 决定系数; r : 线性回归确定的相关系数。

[图2 (a)]。外来植物与硝酸盐去除的相关性最差, 其中根部生物量仅解释了硝酸盐去除量的8.79% [图2 (c)]。本地树种的根系显示出最强的相关性, 占硝酸盐去除量的65.83% [图2 (d)]。生长快的植物显示出硝

酸盐去除量与叶质量之间有很强的相关性, 叶质量解释了硝酸盐去除量的49.99% [图2 (e)]。生长适度和缓慢的植物没有显示出与快速生长的植物类似的相关性 [图2 (f) 和 (g)]。

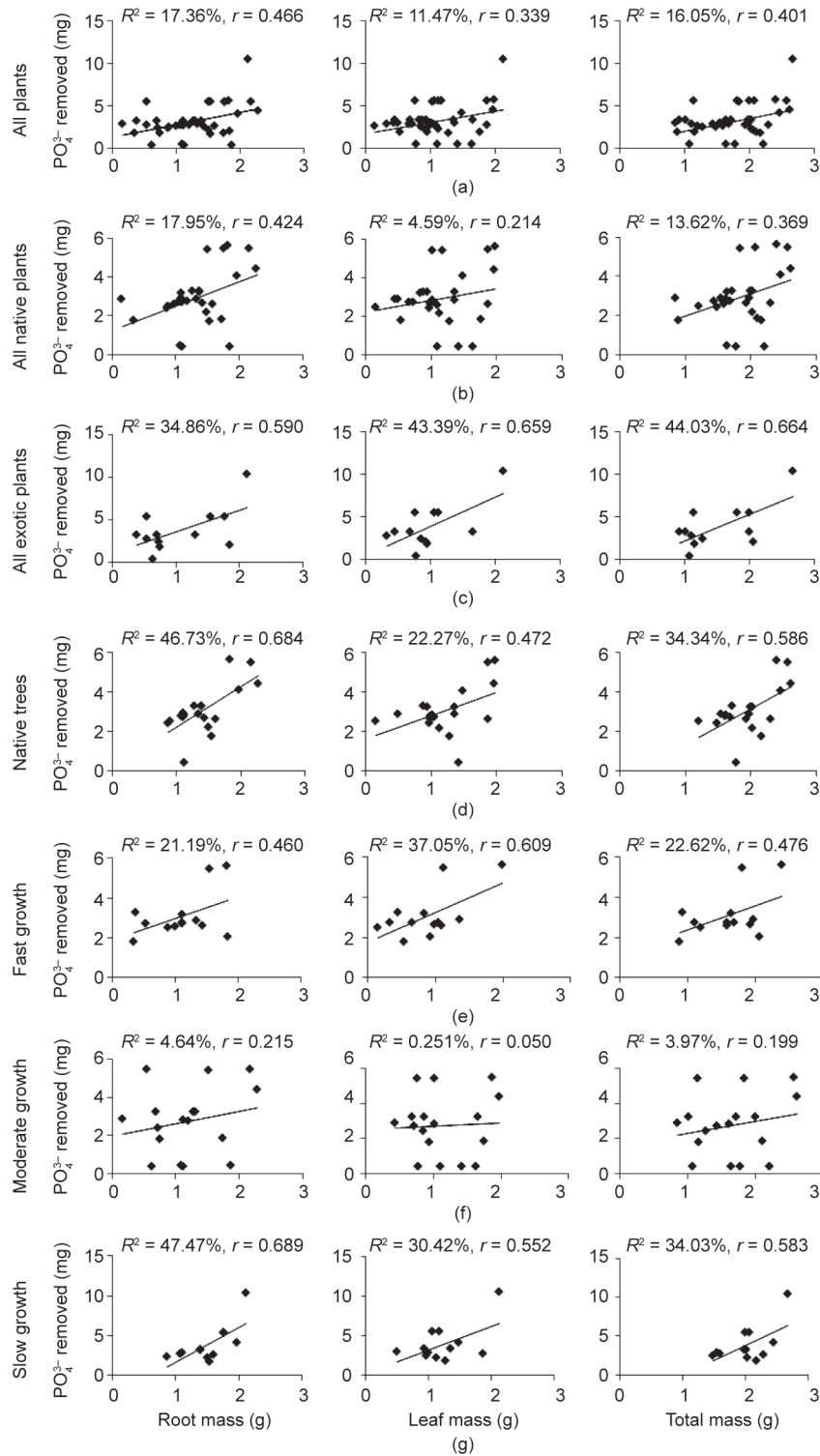


图3. 去除磷酸盐后生物量性状的线性回归和Pearson相关性。(a) 所有植物的根、叶和总生物量;(b) 所有本地植物的根、叶和总生物量;(c) 所有外来植物的根、叶和总生物量;(d) 本地树木的根、叶和总生物量;(e) 生长快速的植物的根、叶和总生物量;(f) 生长适度的植物的根、叶和总生物量;(g) 生长缓慢的植物的根、叶和总生物量。

一般来说, 磷酸盐去除与植物性状之间的相关性不如硝酸盐去除的相关性高。然而, 尽管有报道说外来植物中硝酸盐的去除与植物不同部位之间的相关性很低, 但其磷酸盐的去除与叶质量和总生物量之间仍具有中等

相关性, 分别为43.39%和44.03%[图3 (c)]。本地树种对磷酸盐去除的相关性结果与硝酸盐相似, 而硝酸盐与根生物量的相关性很高[图3 (d)]。与硝酸盐去除相比, 快速生长的植物也显示出相似的磷酸盐去除效果, 其

中，叶生物量呈现出高度相关性[图3 (e)]。然而，生长缓慢的植物在磷酸盐去除与根系质量之间显示出最高的相关性[图3 (g)]。

4. 讨论

植物对生物滞留系统的适应性不仅取决于植物去除污染物和维持过滤介质的能力，还取决于它们对生物滞留系统中非生物条件的耐受能力。生物滞留系统中的非生物条件是苛刻的，因为它们通常位于露天区域以接收雨水径流，需要承担高强度的光照和不可预测的降水。对生物滞留系统进行最低限度维护的经验意味着选定的植物必须经受住雨水径流流入系统的时期和干旱时期。在这种生物滞留系统中使用的植物必须适应这些恶劣的环境条件。本研究的目的是测试42种植物物种在生物滞留系统中种植时，对硝酸盐和磷酸盐的植物修复的适用性。实验植物的选择原因是其广泛的园艺用途以及其在新加坡土生土长。在开始植物修复实验之前，使植物适应新环境3周，并通过叶绿素荧光监测其健康状况。叶绿素荧光结果表明，用N10溶液灌溉植物时，植物没有受到生理胁迫（图1），这表明向系统中添加 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NO_3^- 和 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 PO_4^{3-} 不会对植物健康造成负面影响。

我们观察了诸如植物生长率一类的易于识别的特性，以便深入了解这些特性是否会影响营养物的去除。枝条的生长很容易被观察，并且与植物对可用养分的吸收有关。因此，该参数可以作为推断养分吸收和污染物去除效率的标志[24]。生长快的植物表现出了硝酸盐去除与叶质量和总质量（ r 分别为0.707和0.570）之间的显著相关性（分别为 $p < 0.01$ 和 $p < 0.05$ ）（图2），以及叶质量与磷酸盐去除（ $r = 0.460$ ）之间的显著相关性（ $p < 0.05$ ）（图3）。人们普遍认为，生长快速的植物会更快吸收养分[25]，而速生植物的叶质量与硝酸盐去除量之间有很强的相关性，表明具有较高的叶片生物量的速生植物可以去除更多的硝酸盐。由于很难估测土壤介质中种植的植物的根部大小，因此在估测植物营养吸收能力方面，叶质量可能是更容易监测的指标。由于足够的硝酸盐供应可以刺激叶片的生长和光合作用，因此提高植物吸收硝酸盐的能力也与叶片的生长量和生物量有关。同时也与快速生长存在关联，因为叶片中光合作用的增强与硝酸盐同化成光反应和二氧化碳同化过程的成分相关[24]。在光合作用中，光能转化为化学能，还原的代

谢中间体（如烟酰胺腺嘌呤二核苷酸磷酸）被用于合成生物分子，如碳水化合物和氨基酸[26]。这些生物分子被用于合成不同的植物器官，并最终形成整个植物的结构[27]，从而将快速生长、叶片生物量和植物对硝酸盐的吸收联系在一起。

在Agren等[28]对养分吸收的模型模拟中发现：增加外部氮会增加植物的氮浓度，从而提高生长速度。然而，植物对磷的吸收保持不变，且植物中的磷浓度降低。我们的结果证实了这一模拟，因为速生植物显示出更高的硝酸盐吸收率，而与磷酸盐的相关性却不那么强。叶片中磷浓度对生长速率的敏感反应也反映在比叶面积和光合速率上[29]。尽管目前的研究中未测量光合速率，但如前所述，速生植物中磷的去除量相对于叶片生物量的增加可能是该组植物较高的光合速率的结果，而这与硝酸盐的吸收有关。

本地植物已被研究用于生物滞留系统的雨水处理[12,19]，而在类似的人工湿地废水处理领域，研究已经扩展到观赏植物，特别是在热带国家，观赏植物不会受到寒冷天气的负面影响[30,31]。在我们的研究中，使用的大多数外来植物都是观赏植物，可以从本地的苗圃购买。使用外来植物可能对本地生物多样性构成威胁，而这种担忧使得使用本地植物替代的重要性得到了提升[32]。在利用本地芦苇和外来亚种进行的人工湿地研究中，本地亚种被证明是一个有效的替代品，可以替代更常用的外来亚种[33]。由于目前的研究同时包括本地物种和外来物种，因此将相关结果分开，以了解营养物质去除与物种原生性之间的关系是否会影响污染物的去除效果。在我们的研究中，本地植物和外来植物对硝酸盐和磷酸盐的去除效果不同。此外，分析了原生性、生长形式和特性对污染物去除的影响。本地植物在硝酸盐去除与根、叶和总质量之间显示出统计学上的显著相关性（ $p < 0.01$ ）（ $r = 0.557$ 、 0.514 和 0.559 ）。研究发现硝酸盐去除（而不是磷酸盐去除）与本地植物的叶质量显著相关。相反，当研究外来植物时，没有任何植物性状与硝酸盐去除有显著相关性（ $r = 0.297$ 、 0.520 和 0.361 ）。此外，对外来植物的研究表明，只有磷酸盐去除与根、叶和总植物干重之间具有显著的正相关性（ $p < 0.05$ ）（ r 分别为 0.590 、 0.659 和 0.664 ）。我们的结果表明，可以通过评估植物的根、叶和总生物量来对本地植物的硝酸盐去除特性做出选择，而通过评价这些参数，可以筛选出具有除磷特性的外来植物。污染物去除与植物性状之间的关系随原生性不同而不同，这表明这种关

系并非对所有物种都具有普遍性。所确定的关系应该对生物滞留系统的使用者和景观规划者有着重要作用。我们的发现可以为根据其物理特性选择用于生物滞留系统的植物提供有用的快速指南，而无需经历冗长的科学实验。

尽管人们认为本地植物比外来物种更容易受到疾病和害虫的侵害[34]，但也有研究表明，与本地植物相比，外来植物的植食性更高，因为它们对害虫的物理和化学防御能力较低，而本地植物与本地食草动物有着共同进化史[35]。虽然本地物种和外来物种在硝酸盐或磷酸盐的去除与生物量特征之间可能有着不同的关系，但仍建议在生物滞留系统中使用多种物种，以确保最佳的水质和对病虫害的抵抗力。

选择合适的植物用于生物滞留系统的另一个判断因素可能是基于植物的生长形式。事实表明，与草相比，灌木对硝酸盐有更多积极反应，而草更喜欢铵[36]。这些发现可能可以解释在本研究中非树种与污染物去除之间缺乏显著关系。另一方面，本地树种在去除硝酸盐和磷酸盐与所有被分析的干生物量性状之间显示出强烈且显著的相关性（表2、图2和图3）。我们的结果与Read等[19]报道的结果不同，他们发现植物的生长形式（攀缘植物、灌木或乔木）与最长的根的长度和根的土壤深度相比，不会影响硝酸盐或磷酸盐的去除效果。因此，在新加坡，与对澳大利亚树种*Juncus amabilis*、*Banksia marginata*、*Correa alba*、*Hibbertia scandens*和*Kunzea ericoides*等物种进行的研究相比，植物的生长形式和是否原生种在影响营养物质去除方面似乎起着更重要的作用。虽然Read等[19]的研究表明，最长的根的长度和根的土壤深度对污染物的去除有很大的影响，但是我们的研究没有集中在根的长度和深度上，因为我们的盆栽研究是将植物种植在有限深度的盆中。而且，在有衬里的生物滞留系统的情况下，植物的生长区域也比较有限，尽管不像盆栽那么小。事实上，之前的研究表明，具有更深根系的植物能够更有效地吸收土壤硝酸盐，而土壤硝酸盐与磷酸盐的比例可能会影响磷酸盐的吸收[37,38]。进一步研究热带植物根部深度对土壤硝酸盐吸收的影响可能是有价值的。

我们的研究结果有助于理解和选择能够增强生物滞留系统中营养污染物去除的植物特性。即使在生物滞留系统中，种植树木也是可行的，因为树木由于其广泛的根系和生物量而具有去除大量污染物的巨大潜力。树木在地上和地下的高生物量使其成为土壤植物修复的最优

选择[19]。另外，树木通常寿命更长，并且拥有更长的生长周期。树木由于其生物量大、根系繁茂和生长期长而可能比一年生作物更适合进行植物修复[39]。

尽管以上讨论大部分集中在热带地区植物的生长形式和生长对污染物去除能力的影响上，但对于气候环境对生物滞留系统中植物修复潜力的影响知之甚少。植物生长速率对温度变化敏感，土壤养分的利用率也在很大程度上取决于温度。低土壤温度与低氮（包括有机氮和无机氮）扩散速率有关[40,41]，硝酸盐从根到叶的迁移率较低[42]。因此，根系结构和根系生物量分配可能因气候的变化而改变。因此，进一步研究温度对植物去除营养污染物能力的影响是有价值的。

5. 结论

通过这项研究可以得出以下结论：

- (1) 对于本研究中研究的本地物种，硝酸盐和磷酸盐的去除与根和植物总生物量显著相关；
- (2) 外来植物和本地植物的生物量性状与养分污染物去除之间的关系存在差异，这些关系可以用来对生物滞留系统中的物种选择做出明智的决定；
- (3) 本地树种根系生物量与硝酸盐去除的相关性最高，而磷酸盐去除与植物性状的相关性不如报道的硝酸盐去除高；
- (4) 生长速度快的植物对硝酸盐和磷酸盐的去除率较高；
- (5) 新加坡植物的生长形态和生长特性影响了它们的营养物质去除能力。

Acknowledgements

This project was funded by the Public Utilities Board, Singapore (R-706-000-020-490). The authors thank the Office of Estate Development, National University of Singapore, for their support.

Compliance with ethics guidelines

Xiangting Cleo Chen, Liling Huang, Tze Hsien Agnes Chang, Bee Lian Ong, Say Leong Ong, and Jiangyong Hu declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

References

- [1] Wong THF, Breen P, Lloyd S. Water sensitive road design—design options for improving stormwater quality of road runoff. Report. Melbourne: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology; 2000.
- [2] Sun S, Barraud S, Castebrunet H, Aubin JB, Marmonier P. Long-term stormwater quantity and quality analysis using continuous measurements in a French urban catchment. *Water Res* 2015;85:432–42.
- [3] Goonetilleke A, Thomas E, Ginn S, Gilbert D. Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *J Environ Manage* 2005;74(1):31–42.
- [4] Bratières K, Fletcher TD, Deletic A, Zinger Y. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: a large-scale design optimisation study. *Water Res* 2008;42(14):3930–40.
- [5] Dietz ME, Clausen JC. Stormwater runoff and export changes with development in a traditional and low impact subdivision. *J Environ Manage* 2008;87(4):560–6.
- [6] Emerson CH, Traver RG. Multiyear and seasonal variation of infiltration from storm-water best management practices. *J Irrig Drain Eng* 2008;134(5):598–605.
- [7] Kazemi F, Beecham S, Gibbs J. Streetscale bioretention basins in Melbourne and their effect on local biodiversity. *Ecol Eng* 2009;35(10):1454–65.
- [8] Laurenson G, Laurenson S, Bolan N, Beecham S, Clark I. The role of bioretention systems in the treatment of stormwater. *Adv Agron* 2013;120:223–74.
- [9] Archer NAL, Quinton JN, Hess TM. Below-ground relationships of soil texture, roots, and hydraulic conductivity in two-phase mosaic vegetation in South-East Spain. *J Arid Environ* 2002;52(4):535–53.
- [10] Le Coustumer S, Fletcher TD, Deletic A, Barraud S. Hydraulic performance of biofilters for stormwater management: first lessons from both laboratory and field studies. *Water Sci Technol* 2007;56:93–100.
- [11] Clark SE, Pitt R. Targeting treatment technologies to address specific stormwater pollutants and numeric discharge limits. *Water Res* 2012;46(20):6715–30.
- [12] Read J, Wevill T, Fletcher T, Deletic A. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Res* 2008;42(4–5):893–902.
- [13] Davis AP, Hunt WF, Traver RG, Clar M. Bioretention technology: overview of current practice and future needs. *J Environ Eng* 2009;135(3):109–17.
- [14] Singh OV, Labana S, Pandey G, Budhiraja R, Jain RK. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl Microbiol Biotechnol* 2003;61(5–6):405–12.
- [15] Adriano DC, Wenzel WW, Vangronsveld J, Bolan NS. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma* 2004;122(2–4):121–42.
- [16] Robinson BH, Banuelos G, Conesa HM, Evangelou MWH, Schulin R. The phytomanagement of trace elements in soil. *CRC Crit Rev Plant Sci* 2009;28(4):240–66.
- [17] Brisson J, Chazarenc F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? *Sci Total Environ* 2009;407(13):3923–30.
- [18] Kumar D, Tripathi DK, Chauhan DK. Phytoremediation potential and nutrient status of *Barringtonia acutangula* Gaerth. Tree seedlings grown under different chromium (CrVI) treatments. *Biol Trace Elem Res* 2014;157(2):164–74.
- [19] Read J, Fletcher TD, Wevill T, Deletic A. Plant traits that enhance pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Int J Phytoremediation* 2009;12(1):34–53.
- [20] Lim HS. Variations in the water quality of a small urban tropical catchment: implications for load estimation and water quality monitoring. *Hydrobiologia* 2003;494(1–3):57–63.
- [21] Joshi UM, Balasubramanian R. Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff. *Chemosphere* 2010;80(3):310–8.
- [22] Maxwell K, Johnson GN. Chlorophyll fluorescence—a practical guide. *J Exp Bot* 2000;51(345):659–68.
- [23] Gorbe E, Calatayud A. Applications of chlorophyll fluorescence imaging technique in horticultural research: a review. *Sci Hortic* 2012;138:24–35.
- [24] Lawlor DW. Carbon and nitrogen assimilation in relation to yield: mechanisms are the key to understanding production systems. *J Exp Bot* 2002;53(370):773–87.
- [25] Qiu Z, Wang M, Lai W, He F, Chen Z. Plant growth and nutrient removal in constructed monoculture and mixed wetlands related to stubble attributes. *Hydrobiologia* 2011;661(1):251–60.
- [26] Foyer CH, Ferrario-Mery S, Noctor G. Interactions between carbon and nitrogen metabolism. In: Lea PJ, Morot-Gaudry J, editors. *Plant nitrogen*. Berlin: Springer; 2001. p. 237–54.
- [27] Lawlor DW, Lemaire G, Gastal F. Nitrogen, plant growth and crop yield. In: Lea PJ, Morot-Gaudry J, editors. *Plant nitrogen*. Berlin: Springer; 2001. p. 343–67.
- [28] Ågren GI, Wetterstedt JA, Billberger MF. Nutrient limitation on terrestrial plant growth—modeling the interaction between nitrogen and phosphorus. *New Phytol* 2012;194(4):953–60.
- [29] Reich PB, Oleksyn J, Wright IJ, Niklas KJ, Hedin L, Elser JJ. Evidence of a general 2/3—power law of scaling leaf nitrogen to phosphorus among major plant groups and biomes. *Proc Biol Sci* 2010;277(1683):877–83.
- [30] Belmont MA, Metcalfe CD. Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants—a laboratory-scale study. *Ecol Eng* 2003;21(4–5):233–47.
- [31] Calheiros CSC, Bessa VS, Mesquita RBR, Brix H, Rangel AOSS, Castro PML. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecol Eng* 2015;79:1–7.
- [32] Alofs KM, Fowler NL. Loss of native herbaceous species due to woody plant encroachment facilitates the establishment of an invasive grass. *Ecology* 2013;94(3):751–60.
- [33] Rodríguez M, Brisson J. Pollutant removal efficiency of native versus exotic common reed (*Phragmites australis*) in North American treatment wetlands. *Ecol Eng* 2015;74:364–70.
- [34] Keane RM, Crawley MJ. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol Evol* 2002;17(4):164–70.
- [35] Avanesyan A, Culley TM. Herbivory of native and exotic North-American prairie grasses by nymph *Melanoplus* grasshoppers. *Plant Ecol* 2015;216(3):451–64.
- [36] Gherardi LA, Sala OE, Yahdjian L. Preference for different inorganic nitrogen forms among plant functional types and species of the Patagonian steppe. *Oecologia* 2013;173(3):1075–81.
- [37] Jabloun M, Schelde K, Tao F, Olesen JE. Effect of temperature and precipitation on nitrate leaching from organic cereal cropping systems in Denmark. *Eur J Agron* 2015;62:55–64.
- [38] Shekhar V, Stöckle D, Thellmann M, Vermeer JEM. The role of plant root systems in evolutionary adaptation. *Curr Top Dev Biol* 2019;131:55–80.
- [39] Dhillon KS, Dhillon SK, Thind HS. Evaluation of different agroforestry tree species for their suitability in the phytoremediation of seleniferous soils. *Soil Use Manage* 2008;24(2):208–16.
- [40] Warren CR. Why does temperature affect relative uptake rates of nitrate, ammonium and glycine: a test with *Eucalyptus pauciflora*. *Soil Biol Biochem* 2009;41(4):778–84.
- [41] Inselsbacher E, Näsholm T. A novel method to measure the effect of temperature on diffusion of plant-available nitrogen in soil. *Plant Soil* 2012;354(1–2):251–7.
- [42] Yan Q, Duan Z, Mao J, Li X, Dong F. Effects of root-zone temperature and N, P, and K supplies on nutrient uptake of cucumber (*Cucumis sativus* L.) seedlings in hydroponics. *J Soil Sci Plant Nutr* 2012;58(6):707–17.